

**CONTROLE OPERACIONAL DE REATOR EM BATELADA
SEQUENCIAL VISANDO A REMOÇÃO DO FÓSFORO**

IRAN DE SOUZA MARCONDES

ORIENTADOR: REJANE HELENA RIBEIRO DA COSTA, Dra.

2011/1



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

IRAN DE SOUZA MARCONDES

**CONTROLE OPERACIONAL DE REATOR EM
BATELADA SEQUENCIAL VISANDO A REMOÇÃO
DO FÓSFORO**

**Trabalho submetido à Banca Examinadora
como parte dos requisitos para Conclusão do
Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental–TCC II**

**Orientadora
Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.
Co-orientadora
Prof. Heike Hoffmann, Dra.**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2011**


**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

IRAN DE SOUZA MARCONDES

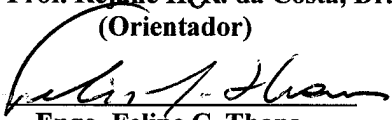
**CONTROLE OPERACIONAL DE REATOR EM
BATELADA SEQUENCIAL VISANDO A REMOÇÃO
DO FÓSFORO**

**Trabalho submetido à Banca Examinadora
como parte dos requisitos para Conclusão do
Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental–TCC II**


BANCA EXAMINADORA :



Prof. Rejane H.R. da Costa, Dra.
(Orientador)



Engo. Felipe C. Thans
(Membro da Banca)



Heloisa Fernandes
(Membro da Banca)

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2011**

I. AGRADECIMENTOS

Diversas pessoas participaram e me ajudaram no transcorrer desse trabalho e sem elas este não poderia ser concluído. Por isso meus sinceros agradecimentos:

À minha orientadora e professora Rejane Helena Ribeiro da Costa, que muito me ajudou com suas idéias e críticas durante o desenvolvimento desse trabalho;

À minha Co-orientadora Heike Hoffmann, pelos conhecimentos transmitidos e principalmente pela a ajuda quanto aos aspectos operacionais do reator piloto;

Ao Eng. Christoph Platzer, pela indicação do tema desse trabalho, e confiança depositada;

Ao pessoal do LIMA e LABEFLU, principalmente ao Vitor e dona Eliane, pela ajuda e paciência no laboratório e pela dedicação àqueles que se utilizam do laboratório para seus trabalhos, mantendo-o sempre impecável;

Um agradecimento especial à Helo, pela ajuda com as análises microscópicas do lodo do reator, pelo material emprestado e pela confiança depositada para/com alguns equipamentos utilizados nas análises;

Aos trabalhadores da Rotaria do Brasil, que, sempre dispostos, solucionavam os problemas verificados no reator piloto;

Ao meu pai Tabajara e minha mãe Rozete, juntamente meus irmãos Letícia e Lucas, a quem amo muito e são os responsáveis pela minha formação pessoal, principalmente quanto ao caráter e educação;

À minha namorada Adriana, pela paciência durante esses meses de trabalho, pois sei que nem sempre fui companhia agradável;

A todos os meus amigos, que entenderam as recusas por minha parte aos convites feitos para festas, bares, futebolis etc., pois sabiam da importância desse trabalho na minha formação acadêmica e profissional.

II. RESUMO

A remoção de fósforo de esgotos é um tópico complexo que necessita de mais investigações, especialmente quando o corpo receptor é sensível e as cargas lançadas podem provocar problemas tais como a eutrofização. Muitos são os problemas encontrados na desfosfatação de efluentes domésticos. Nesse sentido, o objetivo do presente trabalho foi testar alternativas de tratamento e entender os fatores relacionados a essa problemática. Para isso, um reator piloto com capacidade para tratar 2 m³/dia foi monitorado e sua eficiência/qualidade de tratamento foi analisada, principalmente quanto ao fósforo. Como precipitante foi utilizado o Cloreto Férrico (FeCl₃) em dosagens que variaram de 0 mL até 500 mL por ciclo, alcançando eficiências de 18,0% a 96,55%.

PALAVRAS-CHAVE: Remoção de Fósforo, Tratamento de Efluentes, Esgoto Doméstico, Reator em Batelada Sequencial (RBS).

III. ABSTRACT

The phosphorus removal from domestic wastewater is a complex topic, and still needs further research especially in cases where the receiving water body is susceptible to eutrophication due to untreated sewage effluent disposal. There are many problems found in the phosphorus removal from domestic effluents. The aim of this paperwork was to test alternative treatments and understand the factors related to this issue. Thereto, a pilot reactor with capacity to treat 2 m³/day was monitored and its treatment efficiency/quality, especially the phosphorus, was examined. Ferric Chloride (FeCl₃) was used as precipitating with dosages varying from 0 ml to 500 mL per cycle, reaching efficiencies of 18.0% to 96.55%.

KEY WORDS: Phosphorus Removal, Effluent Treatment, Domestic Sewage, Sequential Batch Reactor (SBR).

IV. LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM RBS. ADAPTADO DE ARTAN E ORHON (2005) APUD THANS 2008.....	27
FIGURA 2: FASES DO SISTEMA RBS (THANS 2008)	28
FIGURA 3: PRINCÍPIO DA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FOSFATO: LIBERAÇÃO EM CONDIÇÕES ANAERÓBIAS SEGUIDA PELO ARMAZENAMENTO NA FASE AERÓBIA. (HOFFMANN ET AL., 2004)	32
FIGURA 4: REPRESENTAÇÃO DO CICLO DE PRECIPITAÇÃO DE FÓSFORO (HOFFMANN 2004).....	38
FIGURA 5: COMPORTAMENTO DQO SEGUNDO ANALISES	45
FIGURA 6: COMPORTAMENTO NH_4^+ -N SEGUNDO ANALISES	45
FIGURA 7: COMPORTAMENTO DA T (°C), OD (MG/L) E PH EM UM CICLO PADRÃO	47
FIGURA 8: COMPORTAMENTO DAS VARIÁVEIS DQO, NH_4 -N, NO_3 -N, NO_2 -N E OD AO LONGO DO CICLO PADRÃO	50
FIGURA 9: COMPORTAMENTO DO P_{TOTAL} AO LONGO DO ESTUDO	51
FIGURA 10: COMPORTAMENTO P_{TOTAL} E OD MÉDIO AO LONGO DE DOIS CICLOS PADRÃO.....	53
FIGURA 11: <i>ROTATÓRIA</i> COM AUMENTO 200x	57
FIGURA 12: <i>TRACHELPHYLLUM</i> COM AUMENTO DE 400x	57
FIGURA 13: <i>ARCELLA</i> COM AUMENTO DE 400x	58
FIGURA 14: <i>EPISTYLIS</i> COM AUMENTO DE 200x	58

V. LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – DISTRIBUIÇÃO DA AMÔNIA SEGUNDO PH (VON SPERLING 2002)	30
TABELA 2 - CICLO DO RBS PILOTO	36
TABELA 3: PESO MOLECULAR DOS ELEMENTOS UTILIZADOS PARA CALCULO ..	37
TABELA 4 - MÉTODOS E FREQUÊNCIA DAS ANALISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	39
TABELA 5 - INTERPRETAÇÃO APROXIMADA DO RESULTADO DO ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODO (VON SPERLING, 2002).	41
TABELA 6: PARÂMETROS E LIMITES DO EFLUENTE TRATADO PARA INFILTRAÇÃO	42
TABELA 7: COMPARAÇÃO AFLUENTE RBS COM VALORES TÍPICOS DE PARÂMETROS (MG/L) NO ESGOTO BRUTO (ADAPTADO DE METCALF & EDDY, 2003 E JORDÃO & PESSÔA, 2005)	43
TABELA 8: ENTRADA E SAÍDA DE $\text{NH}_4\text{-N}$ E DQO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO	44
TABELA 9: ENTRADA E SAÍDA DE $\text{NO}_2\text{-N}$ E $\text{NO}_3\text{-N}$ E EFICIÊNCIA DE DENITRIFICAÇÃO	49
TABELA 10: ENTRADA E SAÍDA DE P_{TOTAL} , EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO E DOSAGEM DE FeCl_3	52
TABELA 11: ASSIMILAÇÃO DE P_{TOTAL} DURANTE O CICLO (MG/L)	53
TABELA 12: SÓLIDOS SUSPENSOS NO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR PILOTO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO	55
TABELA 13: CLASSIFICAÇÃO DA SEDIMENTAÇÃO SEGUNDO IVL_D	56

VI. LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Δ_{ASS}	Assimilação
ρ	Densidade
$Al(SO_4)_3$	Sulfato de Alumínio
$AlPO_4$	Fosfato de Alumínio
APHA	American Public Health Association
C	Concentração
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQO _(t)	Demanda Química de Oxigênio (Total)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
E	Eficiência
E_{DN}	Eficiência de Desnitrificação
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
$FeCl_2$	Cloreto Ferroso
$FeCl_3$	Cloreto Férrico
$Fe PO_4$	Fosfato de Ferro
$Fe SO_4$	Sulfato Ferroso
FISH	<i>Fluorescent In Situ Hybridization</i>
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
IVLD	Índice Volumétrico de Lodo Diluído
LABEFLU	Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
N	Número de Dados
MO	Matéria Orgânica
N	Nitrogênio
NH_3	Amônia Livre
NH_4^+	Íon Amônio
$NH_4^{+}-N$	Nitrogênio Amoniacal
$NO_2^{-}-N$	Nitrito expresso como nitrogênio
$NO_3^{-}-N$	Nitrato expresso como nitrogênio
$NO_x - N$	Compostos do nitrogênio na forma oxidada (nitrito + nitrato) expresso como nitrogênio
OAP	Organismos Acumuladores de Fosfato
OD	Oxigênio Dissolvido
PCA	Policloreto de Alumínio

PO_4^{3-}	Fosfato
$\text{P}_{(\text{T ou TOTAL})}$	Fósforo (Total)
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão
RBN	Remoção Biológica de Nutrientes
RBS	Reator em Batelada Sequencial
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i>
S_{SED}	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
T	Temperatura
U.S. EPA	United States Environment Protection Agent
V_0	Volume estacionário de um RBS
V_F	Volume de troca a cada ciclo de um RBS
VL	Volume de Lodo
V_S	Volume do lodo quando sedimentado
V_T	Volume total do reator

Sumário

1	INTRODUÇÃO	21
1.1	Objetivos	23
1.1.1	Objetivo Geral.....	23
1.1.2	Objetivos Específicos.....	23
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
2.1	Sistema de Lodos Ativados	25
2.2	Reatores em Bateladas Sequenciais – RBS.....	26
2.3	Remoção da Matéria Orgânica.....	29
2.4	Remoção de Nutrientes	29
2.5	Remoção Biológica de Nutrientes.....	30
2.5.1	Nitrificação/Desnitrificação	30
2.5.2	Biodesfosfatação	32
2.6	Remoção Físico-Química de Fósforo.....	32
3	METODOLOGIA	35
3.1	Descrição do Reator	35
3.2	Cálculo da quantidade teórica de precipitante (FeCl ₃) por ciclo.....	36
3.3	Análises Laboratoriais.....	38
3.4	Monitoramento do reator.....	39
3.5	Cálculos Realizados	40
3.5.1	Eficiência (E)	40
3.5.2	Eficiência de desnitrificação (E_{DN})	40
3.5.3	Índice volumétrico de lodo (IVL)	40
3.6	Legislação Pertinente	41
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	43

4.1	Caracterização do Esgoto	43
4.2	Eficiência de Remoção do Reator.....	44
4.2.1	Comportamento da DQO.....	44
4.2.2	Comportamento da Amônia e Nitrificação.....	45
4.2.3	Comportamento do Nitrito e Nitrato e Desnitrificação	48
4.2.4	Comportamento do Fósforo e Eficiências de Remoção.....	51
4.2.5	Comportamento dos Sólidos e IVL	55
4.2.6	Microscopia Ótica	57
4.2.7	Problemas Operacionais	59
5	CONCLUSÃO	61
6	RECOMENDAÇÕES	63
7	BIBLIOGRAFIA.....	65

1 INTRODUÇÃO

Desde a década de 1960 o Brasil passa por um intenso processo de crescimento e de urbanização populacional¹. Esse processo veio acompanhado de concentração populacional nas regiões mais litorâneas e em poucas e grandes cidades, e, em geral, da falta de planejamento urbano adequado. Neste caso, especialmente da falta de políticas que garantam saneamento básico às populações.

A solução desse problema constitui-se num dos importantes desafios da Engenharia Sanitária e Ambiental brasileira, que, particularmente no que diz respeito ao tratamento de efluentes domésticos, deve contribuir tanto para o desenvolvimento de sistemas eficientes de depuração dos processos de tratamento, quanto para a redução dos custos de operação e manutenção das instalações desses sistemas.

A água usada nas atividades domésticas se transforma no resíduo líquido conhecido como esgoto, que pode causar sérios problemas tanto ao meio ambiente quanto à saúde das pessoas.

O esgoto doméstico pode ser tratado com relativa facilidade antes de ser lançado no ambiente. Infelizmente, tratamento de esgoto nunca foi prioridade para o poder público e para a população em geral, o que resulta em baixos índices de coleta e tratamento no Brasil².

Quando se fala no problema do esgoto deve-se pensar em dois tipos de impacto: o sanitário e o ambiental. O impacto sanitário envolve os problemas de saúde pública, já que propaga doenças quando não é coletado e tratado corretamente. É sabido que a qualidade de vida da população está ligada diretamente a boas condições sanitárias. Por muito tempo, as ações públicas e individuais em relação ao esgoto deram prioridade somente ao aspecto sanitário.

Apesar disso, a questão ambiental começou a ser considerada recentemente com maior relevância. É neste contexto que, entre os

¹ Segundo dados dos censos demográficos a população brasileira saltou de 70,99 milhões de habitantes (45,1% urbana e 54,9% rural), em 1960, para 190,76 milhões de habitantes (84,4% urbana e 15,6% rural), em 2010.

² Segundo o Censo Demográfico 2010, apenas 55,4% dos 57,3 milhões de domicílios brasileiros tinham rede geral de esgoto ou pluvial. Em Santa Catarina os números são ainda piores: 29,1% dos 1,99 milhão de domicílios tinham rede geral de esgoto ou pluvial.

problemas de saneamento básico, a questão da remoção de nutrientes passa a merecer alguma atenção.

As fontes e as quantidades de fósforo nos esgotos são bastante variadas, podendo-se citar as excreções humanas, restos de alimentos, despejos industriais, cargas não pontuais e detergentes. Estes últimos influenciam significativamente os teores de fósforo, podendo ser responsáveis pela metade da concentração presente nos esgotos domiciliares (VON SPERLING, 2002).

Embora o nitrogênio e o fósforo sejam os nutrientes básicos para crescimento da vegetação aquática, favorecendo a eutrofização de corpos d'água com todos seus efeitos indesejáveis, o nitrogênio atmosférico pode ser fixado por diversos gêneros de cianobactérias aquáticas, e, dessa forma, o fósforo é o fator limitante da eutrofização. Em vista disso, a eliminação do fósforo nas estações de tratamento de esgoto é importante para reduzir a deterioração dos recursos hídricos.

Além desse problema, se projeta um decréscimo na disponibilidade das reservas naturais desse nutriente, que são finitas e não renováveis

Dentre as maneiras de se eliminar o fosfato das águas residuárias, existe a precipitação química com dosagem contínua de sais metálicos como: Sulfato de Alumínio $Al_2(SO_4)_3$, Cloreto Ferroso $FeCl_2$, Cloreto Férrico $FeCl_3$, Sulfato Ferroso $FeSO_4$ ou Policloreto de Alumínio (PCA).

Outra possibilidade de remoção de fósforo é através da remoção biológica, desenvolvida nos Estados Unidos da América e na África do Sul (Vacker *et al* 1967; Levin *et al.* 1972 apud HOFFMANN *et al.*, 2004), essa, muito mais econômica.

Para a remoção biológica do fósforo se faz necessário a existência de zonas anaeróbias e zonas aeróbias na linha de tratamento, onde utiliza-se a capacidade natural de acumulação de fosfato em excesso de um grupo de bactérias heterotróficas (METCALF & EDDY, 2005 e VON SPERLING, 2002).

No presente trabalho, um reator operado em bateladas sequenciais (RBS) piloto foi monitorado e sua eficiência/qualidade de tratamento, principalmente quanto ao fósforo, foi analisada. Pretende-se também utilizar os resultados, obtidos durante o estudo no reator piloto, em estações de tratamento de esgotos do tipo RBS em escala real.

1.1 *Objetivos*

1.1.1 *Objetivo Geral*

Estudar o funcionamento de um reator piloto operado em bateladas seqüenciais (RBS) quanto à sua eficiência na remoção de fósforo de esgoto sanitário.

1.1.2 *Objetivos Específicos*

A fim de atingir o objetivo geral, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a eficiência do reator quanto aos processos de remoção de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação;
- Avaliar a capacidade do reator quanto à remoção de fósforo via desfosfatação biológica e precipitação química.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 *Sistema de Lodos Ativados*

O processo de Lodos Ativados é amplamente utilizado para tratamento biológico de esgotos domésticos e industriais. Segundo Metcalf & Eddy (2003) Dr. Angus Smith, em 1880, foi o primeiro a verificar a aceleração da oxidação da matéria orgânica pela aeração do esgoto nos tanques de tratamento. A aeração dos esgotos continuou a ser estudada por diversos pesquisadores até que em 1914, Arden e Lockett publicaram em seu estudo que o lodo gerado pela aeração tinha papel fundamental no tratamento de esgotos. O processo foi então batizado de Lodo Ativado pois envolvia a produção de microorganismos ativos, encontrados no lodo, capazes de estabilizar a matéria orgânica presente nos esgotos.

O sistema de tratamento de esgotos por Lodos Ativados é um dos mais completos processos concebidos para o tratamento biológico de esgoto doméstico e industrial. Por quase um século, foi o sistema mais usual para a remoção do carbono orgânico, e nas décadas mais recentes, tem sido usado com sucesso para remoção do nitrogênio e do fósforo. Hoje, os sistemas por lodos ativados quase sempre garantem um desempenho satisfatório para esgotos convencionais. As tecnologias avançadas de medição e a automatização permitem uma operação e manutenção segura. No entanto, esse grau de mecanização é maior se comparado a outros sistemas de tratamento, implicando em um maior consumo de energia elétrica. Apesar da prática sistemática e da experiência acumulada, as exigências são cada vez maiores na qualidade do efluente tratado, o que promove a necessidade de alta remoção dos nutrientes junto ao carbono orgânico e desafia seriamente a eficiência dos sistemas (ARTAN & ORHON, 2005 apud THANS, 2008).

Segundo Metcalf & Eddy (2005) o sistema por lodos ativados convencional consiste em 3 componentes básicos:

- Um reator onde os microorganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão, e sob aeração artificial;
- Separação das fases líquida e sólidas (lodo ativado) no tanque de sedimentação;

- Um sistema de retorno do lodo sedimentado para o reator, a fim de manter o tempo de residência celular e a concentração de biomassa;

No reator ocorrem as reações de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, da matéria nitrogenada. As reações bioquímicas ocorrem devido à biomassa presente no lodo, que se utiliza do substrato do esgoto bruto para se desenvolver. No tanque de sedimentação ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. A parte decantada é então recirculada para o reator, para aumentar a concentração de biomassa no mesmo, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema. Periodicamente o lodo produzido em excesso deve ser retirado.

Existem diversas variantes do processo de lodos ativados tais como lodos ativados por aeração prolongada, fluxo contínuo, valos de oxidação, lagoas aeradas, batelada seqüenciais etc.

2.2 *Reatores em Bateladas Seqüenciais – RBS*

A necessidade de inovações para o atendimento de níveis de eficiência cada vez mais severos, os avanços na tecnologia de equipamentos e processos, o conhecimento avançado no campo da microbiologia e da necessidade de redução dos custos operacionais levaram o processo de lodos ativados a uma contínua evolução em sua história. O Reator em Bateladas Seqüenciais, ou RBS (em inglês *Sequencing Batch Reactor - SBR*) é talvez o mais promissor e mais viável das modificações para os lodos ativados proposta hoje, para a remoção do carbono e nutrientes orgânicos (VON SPERLING, 2002).

Devido à sua simplicidade e flexibilidade da operação, o RBS tornou-se bastante popular. O princípio dos reatores em bateladas seqüenciais, como se conhece atualmente surgiu no início dos anos 70 no tratamento biológico de águas residuárias e consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações normalmente associados ao tratamento tradicional de lodos ativados – decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária – em um único tanque. Assim, esses processos e operações passam a ser simplesmente seqüências no tempo (ciclos), e não unidades separadas como ocorrem nos processos convencionais (VON SPERLING, 2002).

Segundo o Jordão & Pessoa (2005), os ciclos normais de tratamento são:

- Enchimento - Entrada de esgoto bruto ou decantado no reator (no caso do presente estudo, nessa fase ocorre à entrada de esgoto bruto no reator);
- Reação - Aeração/mistura da massa líquida contida no reator;
- Sedimentação - Sedimentação e separação dos sólidos em suspensão do esgoto tratado;
- Descarte do efluente tratado - Retirada do esgoto tratado do reator;
- Repouso/Espera - Ajuste de ciclos e remoção do lodo excedente.

A duração de cada ciclo pode ser alterada em função das variações da vazão afluyente, das necessidades do tratamento e das características do esgoto e da biomassa no sistema. As Figuras Figura 1 e Figura 2 mostram a representação esquemática de um RBS, e as diferentes fases de um ciclo.

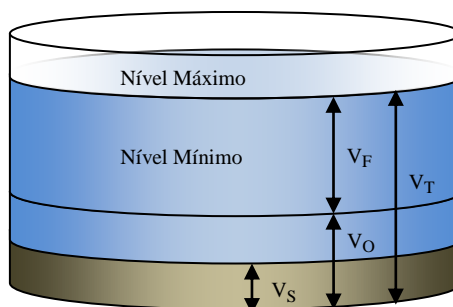


Figura 1: Representação esquemática de um RBS. Adaptado de Artan e Orhon (2005) apud THANS 2008.

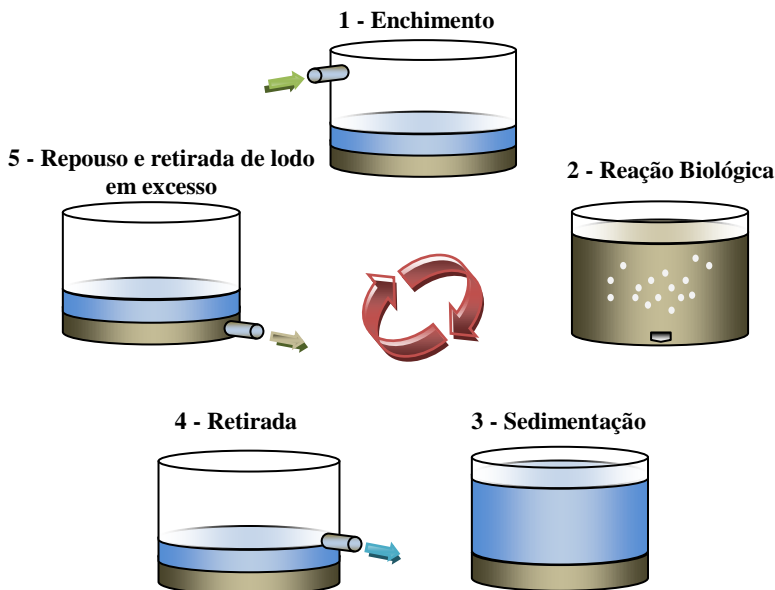


Figura 2: Fases do sistema RBS (THANS 2008)

Segundo Metcalf & Eddy (2003), a porcentagem do tempo de cada período, em relação à duração do ciclo total, pode ser: enchimento = 25%, reação = 35%, sedimentação = 20%, retirada do efluente = 15% e repouso/espera = 5%

Dentre as principais vantagens do RBS em relação aos métodos convencionais de lodos ativados tem-se:

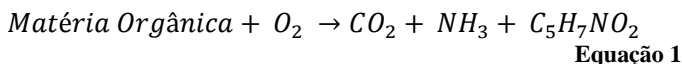
- Forma simplificada de construção;
- Facilidade de colocação de equipamentos, com instalações tecnicamente simples;
- Grande flexibilização, no que diz respeito à absorção da variação de cargas e vazões: o sistema de tratamento aeróbio de esgotos por batelada - SBR permite ainda uma sobrecarga de 30 % por um curto espaço de tempo (de 2 a 3 dias);
- Funcionamento relativamente simplificado, exigindo pouca operação externa.
- Facilidade na automatização das fases de aeração, agitação e esvaziamento.

2.3 *Remoção da Matéria Orgânica*

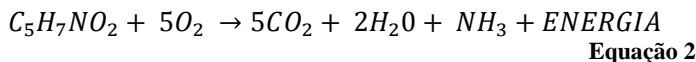
Nos sistemas de tratamento biológico de esgotos ocorre a oxidação da matéria orgânica (MO) e, dependendo de condições favoráveis (pH, idade do lodo, temperatura), ocorre também a oxidação da matéria nitrogenada.

A conversão aeróbia da MO em compostos mais simples, consiste em um processo exotérmico, liberando produtos inertes como o gás carbônico e água (METACALF & EDDY, 2003). Durante a assimilação inicial, mais da metade da MO é oxidada e o restante fica como reserva a ser utilizada na respiração endógena.

Oxidação e Síntese:



Respiração Endógena:



2.4 *Remoção de Nutrientes*

A massa total de nitrogênio presente na Terra circula dentro da biosfera entre os quatro principais nichos: atmosfera, hidrosfera, crosta terrestre e matéria dos organismos vivos e mortos.

Infelizmente, a hidrosfera tornou-se um depósito para grande parte do excesso de nitrogênio resultante da intensa atividade humana. Em consequência, surgiram efeitos indesejáveis deste acúmulo de nitrogênio no ambiente aquático. O nitrogênio em suas várias formas pode reduzir a concentração de oxigênio dissolvido, estimular o crescimento de organismos danosos ao ecossistema, apresentar perigo à saúde pública e afetar a possibilidade de reuso de efluentes (U.S. EPA, 1993)

De interesse ao controle ambiental têm-se os seguintes compostos: Amônia Livre, íon Amônio, Nitrogênio gasoso, íon Nitrito, e o íon Nitrato.

O nitrogênio pode apresentar diversas formas em distintos estados de oxidação. No esgoto doméstico bruto as formas nitrogenadas mais relevantes são o nitrogênio orgânico e a amônia. A decomposição

do nitrogênio orgânico faz com que esse seja transformado em amônia. A amônia por sua vez, pode ser encontrada na forma de íon (NH_4^+) como na forma livre (NH_3), essa tóxica. A forma irá depender do pH. A Tabela 1 retrata a distribuição entre as formas da amônia de acordo com o pH.

Tabela 1 – Distribuição da amônia segundo pH (VON SPERLING 2002)

pH < 8	Praticamente toda amônia na forma de NH_4^+
pH = 9,5	Aproximadamente 50% NH_3 e 50% NH_4^+
pH > 11	Praticamente toda a amônia na forma de NH_3

Assim, observa-se que a perto da neutralidade (caso do esgoto doméstico) a amônia apresenta-se praticamente na forma de NH_4^+ .

2.5 Remoção Biológica de Nutrientes

A remoção biológica de nutrientes (RBN) é um tópico que vem ganhando crescente atenção nos projetos de lodos ativados nos últimos anos. Os nutrientes de interesse, neste caso, são o nitrogênio e fósforo. Em alguns países, a RBN vem sendo empregada de forma sistemática nos novos projetos, e estações existentes estão sendo convertidas de forma a possibilitar a sua ocorrência. Nos últimos congressos e encontros científicos internacionais, o tópico de maior discussão tem sido a remoção biológica de nutrientes, com significativos avanços sendo alcançados no sentido de uma maior compreensão do fenômeno e da sua modelagem matemática (VON SPERLING, 2002).

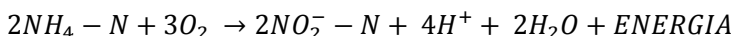
2.5.1 Nitrificação/Desnitrificação

Ambos os processos químicos de nitrificação e desnitrificação são realizados pela biota bacteriana em ambientes aquáticos. Os primeiros registros destes processos datam do início do século passado através dos estudos de Beijerinck e Minkman (1910). Ao longo dos anos, os estudos foram intensificados atingindo um maior nível de complexidade, chegando às descobertas da desnitrificação aeróbia, nitrificação heterotrófica e desnitrificação por bactérias autotróficas nitrificantes por (ROBERTSON & KUENEN, 1990; BOCK et al., 1995; MUNCH, LARANT & KELLER, 1996; POCHANA & KELLER, 1999; RITTMANN B. & McCARTY, 2001 apud THANS, 2008).

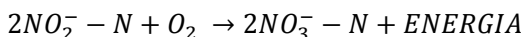
A nitrificação, considerada como uma reação autotrófica de conversão da amônia-N em nitrito-N e este em nitrato-N, ocorre

geralmente em ambientes aeróbios. Autores como Zhao et al. (1999), citado por Thans (2008), sugerem que a nitrificação em lodos ativados é completa para baixas cargas orgânicas e longos períodos de idade aeróbia de lodo. Isto se dá pelo fato da baixa taxa de crescimento das bactérias nitrificantes (principalmente as responsáveis pela conversão da amônia para nitrito) e a necessidade de oxigênio.

Sperling (2002) relata que a conversão de amônia para nitrito é efetivada principalmente por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, de acordo com a seguinte reação



A oxidação de nitritos a nitratos se dá principalmente pela atuação de bactérias do gênero *Nitrobacter*, sendo expressa por:

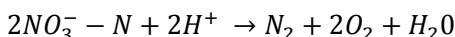


De acordo com as duas equações acima, deve-se notar os seguintes pontos:

- Consumo de oxigênio livre, geralmente referido como demanda nitrogenada;
- Liberação do H^+ , consumindo a alcalinidade e, possivelmente, reduzindo o pH.

O processo de desnitrificação acontece quando o nitrato formado na etapa de nitrificação é transformado em nitrogênio gasoso. O processo envolve a transferência de elétrons de um doador de elétrons reduzido, por exemplo, um substrato orgânico, para um receptor de elétrons oxidado, por exemplo, oxigênio, nitrato, nitrito ou sulfato. Em condições anóxicas, cujas principais características são a ausência ou baixa concentração de oxigênio e a presença de nitrato-N, e esses organismos utilizam-se deste em substituição ao oxigênio (U.S. EPA, 1993).

Segundo Von Sperling (2002) o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso segundo os seguintes equivalentes:



Equação 3

Na reação de desnitrificação deve-se destacar:

- Economia de oxigênio;

- Consumo de H^+ , implicando na economia de alcalinidade e no aumento do pH

2.5.2 Biorremediação

Para o processo de biorremediação (desfospatação biológica) é essencial a existência de zonas aeróbicas e zonas anaeróbicas na linha de tratamento, e depende de mudanças contínuas entre essas condições. Utiliza-se da capacidade natural de bactérias heterotróficas que acumulam o fosfato em excesso. As condições anaeróbicas com excesso de substrato induzem a liberação do fosfato armazenado no interior das células. Quando ocorre a mudança para condições aeróbicas, as bactérias capturam o fosfato de volta de uma forma mais “agressiva”, às vezes retirando até 100% do fosfato presente no efluente. O fosfato fixado nas bactérias é eliminado no lodo em excesso, que chega a ter mais de 7% de fosfato em sua composição, enquanto normalmente possui 1 a 2% (METCALF & EDDY, 2003).

A captação de fosfato em excesso se chama “luxury uptake” (Figura 3) enquanto os organismos fixadores de fosfato são chamados de OAP (organismos acumuladores de fosfato) (VON SPERLING 2002).

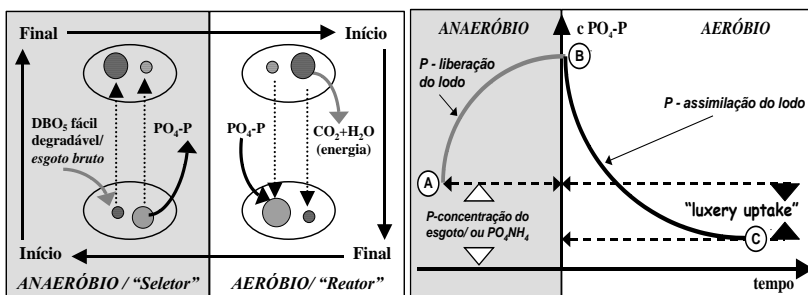


Figura 3: Princípio da remoção biológica de fósforo: liberação em condições anaeróbicas seguida pelo armazenamento na fase aeróbia. (Hoffmann et al., 2004)

2.6 Remoção Físico-Química de Fósforo

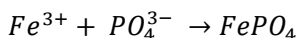
Além do processo biológico, o fósforo pode ser eliminado do efluente clarificado por processos físico-químicos. Dentre esses processos, pode-se citar osmose reversa, a eletrodialise e a mais utilizada, a precipitação química.

A precipitação química do fósforo acontece com a adição de sais metálicos no tratamento. Dentre os sais, os mais utilizados são: Sulfato de Alumínio $Al_2(SO_4)_3$, Cloreto Férrico $FeCl_2$ ou $FeCl_3$, Sulfato Ferroso $FeSO_4$ ou Policloreto de Alumínio (PCA).

No sistema de lodos ativados, a aplicação do precipitante pode ser feita diretamente na entrada do decantador primário (lodo ativado convencional), diretamente no tanque de aeração (conhecida como precipitação simultânea de fósforo e recebe esse nome pois é realizada no mesmo tanque onde ocorre o processo biológico) ou no efluente clarificado. Segundo Nunes (2008), o ultimo caso é sem dúvida o melhor, porém com a desvantagem da necessidade de um decantador à jusante do decantador secundário. Para o mesmo autor, no caso de esgotos pobres em nutrientes, em que se introduzem nutrientes na entrada do tanque, só é justificável a utilização da ultima alternativa. Os precipitantes podem ser dosados ainda em diversos locais do tratamento, processo esse conhecido como “*split treatment*” (METCALF & EDDY, 2003).

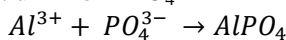
As dosagens ótimas aplicadas dependem das características dos efluentes e devem ser obtidas experimentalmente. O fósforo é removido com o lodo em excesso sob a forma de fosfato (PO_4^{3-}). Abaixo encontra-se a reação do fosfato com o Cloreto Férrico e com o Sulfato de Alumínio, precipitantes comumente utilizados para a remoção.

Reação do Fosfato PO_4^{3-} com cloreto férrico $FeCl_3$ formando o fosfato de ferro $FePO_4$



Equação 4

Reação do Fosfato PO_4^{3-} com sulfato de alumínio $Al_2(SO_4)_3$ formando o fosfato de alumínio $AlPO_4$



Equação 5

Para que ocorra o processo de remoção é imprescindível o descarte do lodo uma vez que esse contém o fósforo precipitado.

Uma vantagem da adição de precipitante é a floculação que incorpora os sólidos suspensos e DQO, resultando em uma melhor sedimentação e um efluente de melhor qualidade.

Entre as desvantagens desse processo podemos citar o aumento na produção de lodo, a formação de subprodutos pela reação incompleta

do químico adicionado e, em caso de dosagens exageradas, a destruição dos flocos prejudicando a decantação.

3 METODOLOGIA

3.1 *Descrição do Reator*

O reator piloto utilizado na pesquisa foi construído em fibra, de forma circular com um diâmetro de 1,22 m. Possuía uma altura total de 2,2 m sendo a altura de enchimento de 0,85 m. Essas dimensões davam uma capacidade total ao reator de aproximadamente 2,6 m³ e volume de troca de 1 m³ por ciclo. Segundo seu dimensionamento, a idade de lodo era de 20 dias e a concentração de sólidos igual a 3,5 g/L. A difusão de ar era feita por duas membranas que se encontram no fundo do reator.

O Reator funcionava em ciclos de 12 horas, sendo 4 horas e 45 minutos destinado à Desnitrificação (fase sem aeração), 5 horas e 45 minutos destinado à Nitrificação (fase com aeração), 1 hora destinado à Decantação e 30 minutos de retirada. Portanto, dois ciclos diários totalizando em uma capacidade de tratamento de 2 m³/dia.

O esgoto gerado por uma pequena empresa com aproximadamente 20 funcionários, era coletado de dois banheiros e cozinha e confluía em uma fossa, e posteriormente para uma estação elevatória de onde era bombeado para o reator. Após o tratamento, a destinação final do efluente era a infiltração no solo, e o lodo em excesso era retirado para um pequeno canteiro de mineralização no pátio da empresa.

O enchimento era feito durante a fase de desnitrificação e a mistura do efluente era feita por pulsos de ar. Em seguida vinha a fase aeróbia, onde o soprador ficava ligado durante a fase inteira com o intuito de promover a nitrificação. As duas fases se repetiam por seis vezes, até a decantação e posterior retirada. O tempo destinado à retirada de 30 minutos era suficiente para o escoamento de todo esgoto tratado. O tempo restante era destinado à manutenção do ciclo e retirada de lodo.

Na Tabela 2 estão sintetizadas as etapas do ciclo e os respectivos tempos utilizados em cada uma.

Tabela 2 - Ciclo do RBS Piloto

Etapas	Fase	Duração	Tempo do Ciclo
1	Desnitrificação (D1)	60 min	60 min
	Nitrificação (N1)	55 min	115 min
2	Desnitrificação (D2)	45 min	160 min
	Nitrificação (N2)	55 min	215 min
3	Desnitrificação (D3)	45 min	260 min
	Nitrificação (N3)	55 min	315 min
4	Desnitrificação (D4)	45 min	360 min
	Nitrificação (N4)	55 min	415 min
5	Desnitrificação (D5)	45 min	460 min
	Nitrificação (N5)	55 min	515 min
6	Desnitrificação (D6)	45 min	560 min
	Nitrificação (N6)*	70 min	630 min
7	Decantação (DEC)	60 min	690 min
8	Retirada (RET)	30 min	720 min

*Adicionado o Cloreto Férrico

3.2 *Cálculo da quantidade teórica de precipitante (FeCl₃) por ciclo*

O tratamento em reator RBS promove níveis adequados de carga orgânica e nitrogênio no efluente final tratado, todavia, o fósforo apresenta remoção mais complexa, e para tal foi adotado o processo físico-químico de precipitação. Optou-se pela chamada precipitação simultânea de fósforo. Esta técnica recebe este nome pois é realizada no mesmo tanque onde ocorre o processo biológico.

Ao final do último ciclo de nitrificação era dosada a quantidade necessária de precipitante e promovia-se a mistura, que era realizada pelos sopradores via difusores de ar. Na fase de decantação, os sais de fosfato produzidos na fase anterior e separados da fase líquida por precipitação, decantavam junto ao lodo. Em outra etapa, quando o efluente tratado e clarificado era retirado fazia-se também a retirada de lodo em excesso e junto a ele o fósforo precipitado nas fases anteriores.

Segundo o fabricante, a concentração do Cloreto Férrico utilizado no estudo é de 38% e a densidade (ρ) da solução é 1,4 Kg/L.

A Tabela 3 resume o peso molecular dos elementos utilizados para o cálculo.

Tabela 3: Peso molecular dos elementos utilizados para calculo

Elemento	Peso Molecular
Ferro (Fe)	55,85 g/mol
Fósforo (P)	30,97 g/mol
Cloreto Férrico (FeCl ₃)	162,2 g/mol

A partir desses valores determinou-se a concentração de Ferro (Fe) na solução de cloreto férrico.

$$FeCl_3/L = 38\% \times \rho = 38\% \times 1,4 = 0,532 \text{ KgFeCl}_3/L$$

Equação 6

Calculou-se então a concentração de Ferro no Cloreto Férrico.

$$Kg_{Fe}/L = FeCl_3/L \times \frac{mol_{Fe}}{mol_{FeCl_3}} = 0,532 \times \frac{55,85}{162,2} = 0,183 \text{ Kg}_{Fe}/L$$

Equação 7

Segundo a equação 4, é necessário 1 mol de Fe para reagir com 1 mol de P. Se utilizado 2 moles de Fe na reação, consegue-se remoções de até 98% (EPA, 2010) Portanto:

$$Fe \text{ Requerido} = \frac{2 \times mol_{Fe}}{mol_P} = \frac{2 \times 55,85}{30,92} = 3,607 g_{Fe}/g_P = 3,607 \text{ Kg}_{Fe}/Kg_P$$

Equação 8

Assim, calculou-se a quantidade de Cloreto Férrico necessária para a remoção de 1 Kg de Fósforo:

$$Dose \text{ de } FeCl_3 \text{ Requerido} = \frac{Fe \text{ Requerido}}{Kg_{Fe}/L} = \frac{3,607}{0,183} = 19,69 \text{ L}_{FeCl_3}/Kg_P$$

Equação 9

Sabendo-se a vazão diária (Q) recebida pelo reator, a concentração de entrada de fósforo (C), e a dose de FeCl₃, foi possível obter a quantidade de precipitante necessário diariamente para a precipitação do fósforo.

$$L_{FeCl_3}/dia = \frac{Q_{L/dia} \times C_{mg/L} \times Dose\ de\ FeCl_3\ Req.}{1 \times 10^6\ (mg/Kg)}$$

$$= \frac{2000 \times 53,3 \times 19,69}{1 \times 10^6} = 2,1\ L_{FeCl_3}/dia$$

Equação 10

***Valor médio de entrada de Fósforo**

Segundo os cálculos, são necessários então, aproximadamente, 2,1 Litros de $FeCl_3$ por dia. Sendo que o reator funciona em dois ciclos diários, deve-se adicionar um volume de 1,05 Litros de $FeCl_3$ por ciclo.

Na Figura 4 observa-se o ciclo da precipitação de fósforo.

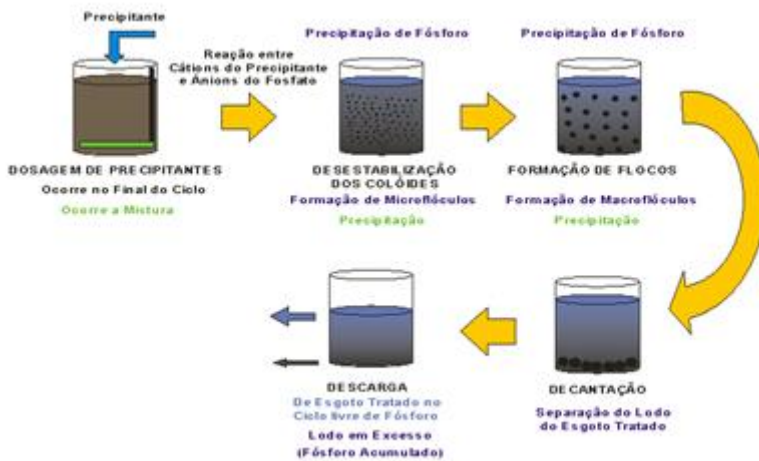


Figura 4: Representação do Ciclo de Precipitação de Fósforo (HOFFMANN 2004)

3.3 Análises Laboratoriais

As análises pertinentes ao trabalho foram efetuadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Para tais análises, semanalmente foram retiradas amostras na entrada (estação elevatória) e saída do reator (pouco antes do começo da retirada). Mensalmente foi acompanhado o ciclo completo (12 horas) onde foram retiradas amostras

de entrada e saída, e durante as fases 1, 3 e 6, tanto na nitrificação como na desnitrificação, totalizando então 8 amostras por ciclo

Foram determinadas as seguintes variáveis: demanda química de oxigênio total (DQO_t), fósforo total (Pt), índice volumétrico de lodo (IVL), amônia (NH₄⁺-N), nitrito(NO₂⁻-N), nitrato (NO₃⁻-N), série de sólidos, juntamente com oxigênio dissolvido (OD), Ph e temperatura (T).

3.4 Monitoramento do reator

As análises foram feitas segundo as metodologias recomendadas pelo Standard Methods (APHA, 2005). Os métodos e frequência das análises estão listados na Tabela 4.

Tabela 4 - Métodos e frequência das análises físico-químicas.

Análises	Métodos	Frequência
Oxigênio Dissolvido, temperatura, pH.	HACH HQ 30d pHmetro ALFAKIT	Semanalmente Ciclo Mensal
Fósforo Total	Método colorimétrico do ácido vanado-molybdo-fosfórico	Semanalmente Ciclo Mensal
Demanda Química de Oxigênio (DQO _{total})	Método colorimétrico em refluxo fechado	Semanalmente Ciclo Mensal
Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	Método gravimétrico	Semanalmente Ciclo Mensal
Índice Volumétrico do Lodo (IVL)	Índice de Mohlman	Ciclo Mensal
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ ⁺ -N)	Método colorimétrico de Nessler	Semanalmente Ciclo Mensal
Nitrito (NO ₂ ⁻ -N), Nitrato (NO ₃ ⁻ -N)	Colorimétrico	Semanalmente Ciclo Mensal

3.5 Cálculos Realizados

3.5.1 Eficiência (E)

As eficiências de remoção, para os parâmetros DQO, amônia e Fósforo total foram calculadas usando a equação 11.

$$E\% = \left(\frac{S_A - S_E}{S_A} \right) \times 100$$

Equação 11

Onde:

E: eficiência de remoção (%);

S_A: concentração do afluente (mg/L);

S_E: concentração do efluente (mg/L).

3.5.2 Eficiência de desnitrificação (E_{DN})

A eficiência do processo de desnitrificação foi calculada pela Equação 12.

$$E_{DN} = \left(\frac{[(NH_4 - N)_A - (NH_4 - N)_E] - (NO_X - N)_E}{(NH_4 - N)_A - (NH_4 - N)_E} \right) \times 100$$

Equação 12

Onde:

E_{DN}: eficiência de desnitrificação (%);

(NH₄-N)_A: concentração de amônia no afluente (mg/L);

(NH₄-N)_E: concentração remanescente de amônia no efluente (mg/L);

(NO_X-N)_E: concentração de nitrito e nitrato no efluente (mg/L).

3.5.3 Índice volumétrico de lodo (IVL)

Índice volumétrico de lodo: (IVL) foi determinado utilizando-se a Equação 13.

$$IVL = \frac{S_{sed}}{SS}$$

Equação 13

Onde S_{sed} é o teor de sólidos sedimentados em mL/L, após 30 minutos de sedimentação em cilindro graduado de 1000 mL, e SS é a concentração em g/L dos sólidos em suspensão totais no tanque de aeração.

Nos casos em que o volume de lodo sedimentado ultrapassar 250 mL/L deve-se diluir, para evitar resultados errados e permitir comparações significativas. O lodo deve ser diluído com efluente tratado, até que o volume sedimentado seja menor que 250 mL/L, e então proceder o IVL (METCALF & EDDY, 2003).

A interpretação do Índice Volumétrico de Lodo se faz no sentido de que, quanto maior o seu valor, pior é a sedimentabilidade do lodo, ou seja, o lodo ocupa um maior valor no decantador.

Tabela 5 - Interpretação aproximada do resultado do Índice Volumétrico de Lodo (VON SPERLING, 2002).

Sedimentabilidade	IVL (mL/g)	IVL_D (mL/g)
Ótima	0-50	0-45
Boa	50-100	45-95
Média	100-200	95-165
Ruim	200-300	165-215
Péssima	> 300	> 215

3.6 *Legislação Pertinente*

O destino final do efluente tratado era a infiltração. Desse modo, a legislação pertinente era a Decisão Judicial do dia 30/05/2005 determinada em reunião técnica entre FATMA, a Vigilância Sanitária e Vara Federal Ambiental e Agrária de Florianópolis, que impõe os critérios mínimos de eficiência dos sistemas individuais de tratamento de esgotos a serem observados no licenciamento de construções em área não servida por rede pública de esgoto.

Na Tabela 6 estão apresentados os parâmetros e limites estabelecidos para o efluente tratado para infiltração pertinente ao trabalho.

Tabela 6: Parâmetros e limites do efluente tratado para infiltração

Parâmetro	Limite
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Inferior a 20
Nitrato-N (mg/L)	Inferior a 20
Fosfato (mg/L)	Inferior a 15
Temperatura (°C)	Inferior a 40
pH	Entre 6 - 9
DBO _{5,20} (remoção mínima)	90%
DQO (mg/L)	Inferior a 100
SNF (SS) (mg/L)	Inferior a 20

Alguns resultados também foram comparados aos parâmetros e limites estipulados pela legislação Federal (Resolução CONAMA n° 357/05, complementada pela Resolução CONAMA n° 430/11) e estadual (lei n° 14.675/09 do Estado de Santa Catarina).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização do Esgoto

Na Tabela 7 estão apresentadas as variáveis de caracterização do afluente do reator piloto juntamente com os valores típicos de parâmetros de carga orgânica no esgoto bruto.

Tabela 7: Comparação afluente RBS com valores típicos de parâmetros (mg/L) no esgoto bruto (adaptado de METCALF & EDDY, 2003 e JORDÃO & PESSÔA, 2005)

Parâmetro	Entrada RBS	Esg. Forte	Esg. Médio	Esg. Fraco
DQO (mg/L)	469±85,45 (n=12)	800	400	200
OD (mg/L)	0,04±0,01 (n=12)	0	0	0
Amônia (mg/L)	216±52,1 (n=12)	85	40	20
Nitrito (mg/L)	0,22±0,05 (n=12)	0,10	0,05	0
Nitrato (mg/L)	0,59±0,28 (n=12)	0,40	0,20	0,10
P total (mg/L)	53±8,09 (n=12)	20	10	5

Obs: Média ± desvio padrão (número de dados)

Nota-se que, excluindo a DQO, o afluente do RBS tem valores superiores aos parâmetros típicos de esgotos fortes, especialmente quanto à Amônia e ao Fósforo Total, respectivamente 2,54 e 2,66 vezes mais concentrados. Visto isso, necessita-se uma ótima nitrificação e remoção de fósforo para atingir os parâmetros estipulados pela legislação vigente.

O esgoto da empresa é constituído em sua maioria por dejetos humanos (fezes e urina) e detergentes utilizados para lavagem de louça, fontes diretas de nitrogênio e fósforo. Não existe lavagem de roupas e duchas, que nos esgotos domésticos contribui com a diluição das concentrações dos parâmetros.

4.2 Eficiência de Remoção do Reator

A eficiência do reator foi verificada quanto aos parâmetros Amônia ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), DQO e fósforo total.

Na Tabela 8 encontram-se as concentrações médias de entrada e saída para os parâmetros de $\text{NH}_4\text{-N}$ e DQO durante o trabalho, juntamente com as eficiências de remoção.

Tabela 8: Entrada e saída de $\text{NH}_4\text{-N}$ e DQO e eficiência de remoção

Data	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/L)		E (%)	DQO (mg/L)		E (%)
	Entrada	Saída		Entrada	Saída	
31/3	265±4,2	96±1,0	63,9	535±43,8	20±10,1	96,2
06/4	238±2,8	76±0,6	68,1	453±28,5	51±4,7	88,6
12/4	332±2,8	156±2,3	53,0	374±10,6	33±0,7	91,2
20/4	179±1,7	66±4,0	63,1	462±23,6	58±2,9	87,5
28/4	166±0,1	74±3,0	55,2	366±53,6	29±0,8	92,0
06/5	267±5,7	108±0,1	59,5	608±7,8	74±1,4	87,8
13/5	190±6,5	84±3,5	55,8	539±4,7	72±14,9	86,6
20/5	173±6,3	57±1,2	67,1	560±6,7	77±26,3	86,2
25/5	183±5,0	60±0,4	67,2	536±13,5	46±1,5	91,4
02/6	176±2,3	96±1,7	45,6	452±4,2	64±0,7	85,8
07/6	188±2,6	85±0,1	54,6	420±0,3	64±0,6	84,8
10/6	246±1,4	89±0,3	63,8	624±3,7	79±5,8	87,3
Média	217±52,1	87±26,6	59,8	494±85,45	56±20,0	88,8

Obs: Média ± desvio padrão

4.2.1 Comportamento da DQO

A concentração de DQO_T no efluente apresentou resultados variando de 366 a 624, caracterizando, para esse parâmetro, um esgoto médio-forte. A remoção foi em média de 88,8%, muitas vezes superando 90%. Segundo Jordão & Pessoa (2005), os testes de DQO englobam não somente a demanda de oxigênio satisfeita biologicamente (como a DBO), mas tudo o que é susceptível a demandas de oxigênio, em particular os sais minerais oxidáveis. O mesmo autor relata que a relação típica DQO/DBO varia de 1,7 a 2,5, sendo que quanto menor essa relação, maior a facilidade para o tratamento biológico. Para efeitos de dimensionamento, usa-se comumente a relação DQO/DBO igual a 2, sendo que após o tratamento biológico essa relação passa pra 4. Tomando-se como base essas informações, tem-se que a remoção da DBO ultrapassa os 90% ficando abaixo, no pior dos casos, de 20 mg/L

Desse modo, o efluente atende a legislação pertinente tanto para DQO (até 100 mg/L) como para DBO (remoção de 90%).

Na Figura 5 visualiza-se o comportamento da DQO nos diferentes dias de monitoramento do reator.

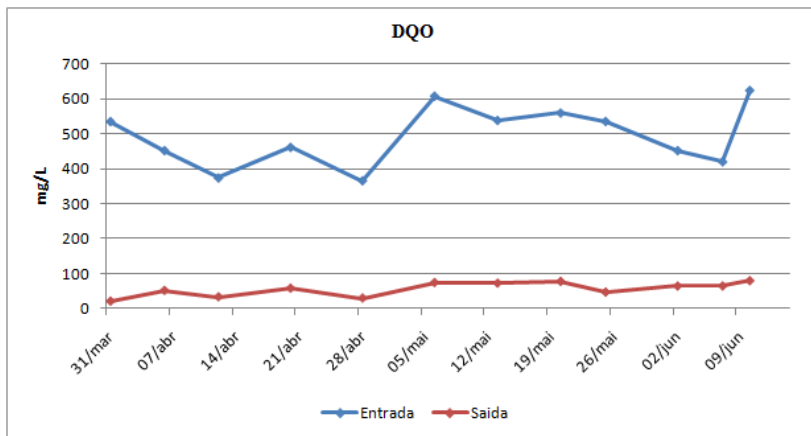


Figura 5: Comportamento DQO segundo análises

4.2.2 Comportamento da Amônia e Nitrificação

No entanto, a boa eficiência de remoção da DQO não foi verificada para a Amônia, como pode ser observado na Figura 6

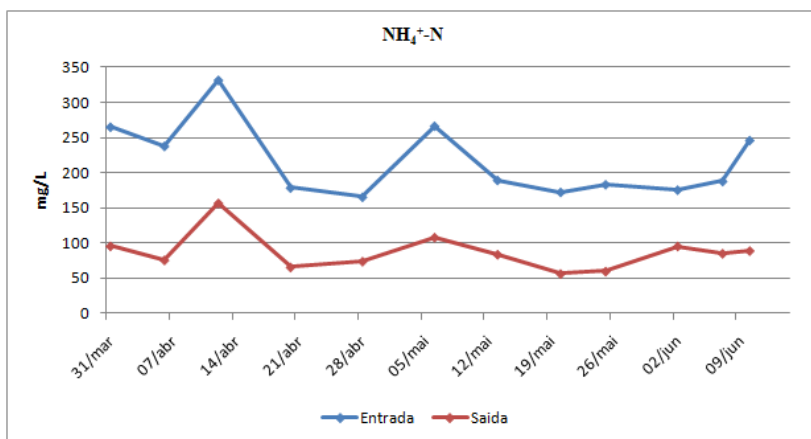


Figura 6: Comportamento NH₄⁺-N segundo análises

A remoção da amônia teve uma eficiência média de 60%, variando de 46% até 68%. A eficiência pode estar ligada a uma nitrificação deficiente. Para Von Sperling (2002) e Jordão & Pessoa (2005) os seguintes fatores ambientais influenciam a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes e, como consequência, a taxa de oxidação da amônia:

- Temperatura - A nitrificação pode ocorrer em uma faixa de 5 a 50°C, mas a temperatura ótima se encontra na ordem de 25 a 36°C;
- pH - A taxa de nitrificação apresenta-se em seu ótimo e aproximadamente constante na faixa de 7,2 a 8,6, sendo que valores abaixo de 6,3 praticamente cessam o processo;
- Oxigênio Dissolvido - Em concentrações de OD menores que 0,5 mg/L é possível que a nitrificação deixe de ocorrer. Valores mais elevados devem ser mantidos no tanque de aeração, para garantir sua disponibilidade em pontos de mais difícil acesso, como no interior dos flocos. Recomenda-se valores acima de 2,0 mg/L.
- Substâncias Tóxicas ou Inibidoras - Podem inibir seriamente o crescimento das bactérias nitrificantes, especialmente *Nitrosomonas*, que é mais sensível.

Na Figura 7 encontra-se o comportamento médio do pH, OD (mg/L) e temperatura (°C) durante o acompanhamento de um ciclo padrão.

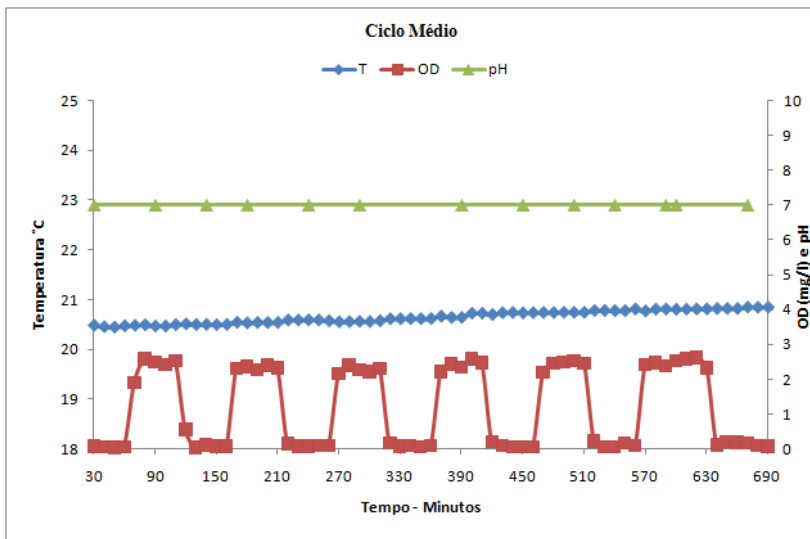


Figura 7: Comportamento da T (°C), OD (mg/L) e pH em um ciclo padrão

Verifica-se que o pH, a temperatura e o oxigênio dissolvido satisfazem as recomendações de Von Sperling (2002) e Jordão & Pessôa (2005). O pH se manteve neutro durante todo o ciclo; na fase de nitrificação houve oxigênio disponível acima dos 2 mg/L e a temperatura ficou um pouco abaixo da faixa ótima, porém não a ponto da nitrificação não ocorrer.

A taxa de crescimento dos microorganismos nitrificantes é bem lenta, principalmente *Nitrosomonas*, bastante inferior à dos microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea, portanto o sistema é controlado pelo organismo de crescimento mais lento (VON SPERLING, 2002).

Partindo disso, três hipóteses foram formuladas para um eventual estudo posterior:

- 1- Mesmo o pH estando perto do neutro, a alcalinidade do esgoto pode estar baixa, dificultando assim a nitrificação;
- 2- O cloreto férrico, precipitante utilizado para a remoção do fósforo, pode ser uma substância tóxica ou inibidora, comentada por Sperling (2002), dificultando assim o crescimento das *Nitrosomonas*, responsáveis pela reação da amônia a nitrito;
- 3- A própria amônia, que em altas concentrações no afluente pode prejudicar o processo de nitrificação.

Vale ressaltar que a eficiência de remoção da amônia mesmo ficando na média de 60%, a carga removida durante a nitrificação foi mais alta se comparado com um esgoto doméstico comum.

4.2.3 Comportamento do Nitrito e Nitrato e Desnitrificação

A eficiência do reator também foi verificada quanto à desnitrificação, aplicando-se a Equação 12, cujos resultados estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9: Entrada e saída de NO₂-N e NO₃-N e eficiência de desnitrificação

Data	NH ₄ -N		NO ₂ -N		NO ₃ -N		E _{DN} %
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	
31/3	265±4,2	96±1,0	0,25±0,035	0,26±0,021	0,36±0,001	6,52±0,183	96,0
06/4	238±2,8	76±0,6	0,15±0,021	0,29±0,043	0,46±0,022	6,29±0,345	95,9
12/4	332±2,8	156±2,3	0,12±0,014	0,58±0,120	0,98±0,076	12,69±0,205	92,5
20/4	179±1,7	66±4,0	0,25±0,056	0,20±0,002	0,78±0,035	8,76±0,145	92,0
28/4	166±0,1	74±3,0	0,25±0,004	0,41±0,053	0,65±0,021	7,26±1,735	91,6
06/5	267±5,7	108±0,1	0,27±0,000	0,19±0,092	0,84±0,025	10,63±1,855	93,2
13/5	190±6,5	84±3,5	0,18±0,003	0,04±0,007	0,72±0,051	9,31±0,163	91,2
20/5	173±6,3	57±1,2	0,19±0,001	0,06±0,001	0,82±0,269	8,49±0,877	92,6
25/5	183±5,0	60±0,4	0,26±0,002	0,15±0,001	0,29±0,032	18,19±2,860	85,1
02/6	176±2,3	96±1,7	0,32±0,007	0,03±0,001	0,37±0,233	10,38±6,021	87,0
07/6	188±2,6	85±0,1	0,24±0,004	0,06±0,004	0,71±0,025	1,90±0,611	98,1
10/6	246±1,4	89±0,3	0,24±0,007	0,41±0,004	0,43±0,061	3,12±0,885	97,8
Média	217±52,1	87±26,6	0,22±0,06	0,22±0,17	0,62±0,23	8,63±4,30	92,8

Foram alcançados índices de eficiência de desnitrificação em média de 92,8% chegando até 98%.

A alta eficiência deve-se ao fato das condições ideais para a desnitrificação serem atingidas, são elas: oferta de matéria orgânica, presença de nitrato e falta de oxigênio.

Durante as fases de desnitrificação, acontecia também a alimentação do reator com esgoto bruto, dessa forma, disponibilizando matéria orgânica necessária para a desnitrificação. Segundo Von Sperling (2002), incluindo a assimilação, o consumo é de aproximadamente 4,5 mgDBO₅/mg NO₃⁻N. Como a maior parte dos esgotos domésticos possui uma relação DBO₅:N maior que a mencionada, o uso do carbono disponível no esgoto torna-se um método atraente e econômico de se obter a desnitrificação.

Outro ponto essencial para a ocorrência da desnitrificação é o aparecimento de condições anóxicas no reator, ou seja, ausência de oxigênio e presença de nitratos. Recomenda-se que as concentrações de oxigênio abaixo de 0,1 mg/L (JORDÃO & PESSÔA, 2005), fato ocorrido durante a fase anóxica do reator piloto.

Na Figura 8 visualiza-se o comportamento durante um ciclo padrão para os parâmetros de DQO, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N e OD.

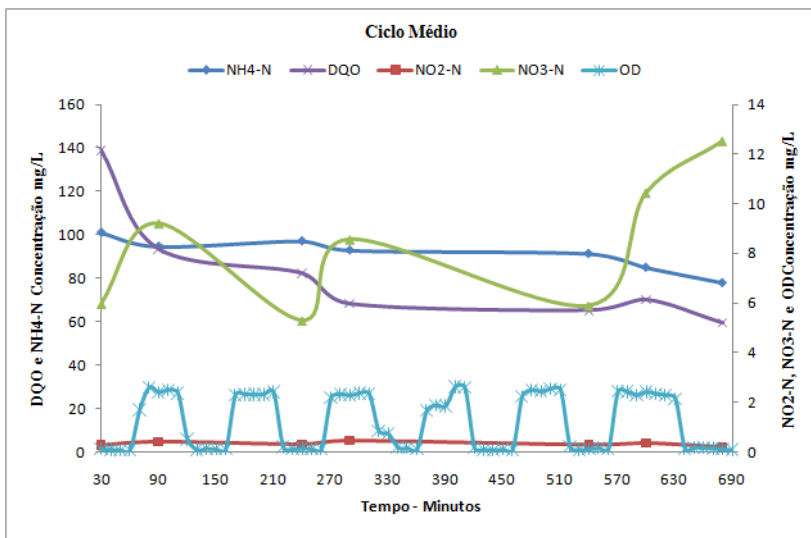


Figura 8: Comportamento das variáveis DQO, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N e OD ao longo do ciclo padrão

Verifica-se na Figura 8 que o oxigênio durante as desnitrificações atinge concentrações muito baixas, as quais, com a presença de nitrato durante a fase, dão características anóxicas ao meio, proporcionando, juntamente com a matéria orgânica disponível, a condição ideal para uma boa desnitrificação.

Vale ressaltar também a concentração do nitrito, muito perto de zero do começo ao final do ciclo, e a de nitrato, nunca abaixo de 4 mg/L. Von Sperling (2002) e Jordão & Pessôa (2005), relatam que a taxa de crescimento das bactérias responsáveis pela transformação de amônia à nitrito, as *Nitrosomonas*, tem o crescimento muito mais lento do que as responsáveis pela transformação do nitrito em nitrato, as *Nitrobacter*. Por isso, normalmente não acontece a acumulação do nitrito no reator. Todo nitrito formado lentamente pelas *Nitrosomonas* é consumido rapidamente pelas *Nitrobacter* e oxidado a nitrato.

4.2.4 Comportamento do Fósforo e Eficiências de Remoção

A Figura 9 retrata o comportamento do fósforo na entrada e saída do reator piloto.

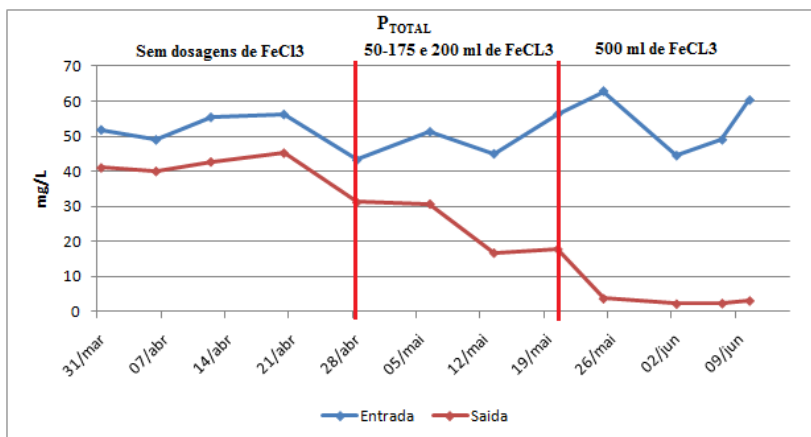


Figura 9: Comportamento do P_{TOTAL} ao longo do estudo

Na Tabela 10 estão apresentados os valores de entrada e saída com a respectiva eficiência de remoção para as diferentes dosagens de $FeCl_3$ aplicadas.

Tabela 10: Entrada e Saída de P_{TOTAL} , eficiência de remoção e dosagem de $FeCl_3$

Data	P_{TOTAL} (mg/L)		E (%)	Dosagem $FeCl_3$
	Entrada	Saída		
31/3	51,82	41,14	20,61	S/D
06/4	48,98	40,12	18,09	S/D
12/4	55,36	42,81	22,67	S/D
20/4	56,17	45,33	19,30	S/D
28/4	43,26	31,28	27,69	S/D
06/5	51,26	30,80	39,91	50 ml
13/5	45,04	16,84	62,61	175 ml
20/5	56,24	17,91	68,15	200 ml
25/5	62,76	3,82	93,91	500 ml
02/6	44,54	2,30	94,84	500 ml
07/6	49,04	2,46	94,98	500 ml
10/6	60,23	2,08	96,55	500 ml

Observando a Figura 9, percebe-se a diferença de remoção de fósforo relacionado com a dosagem de precipitante, cujas eficiências de remoção foram aumentando com o aumento de dosagens de $FeCl_3$.

Nas quatro primeiras análises não foi adicionado precipitante ao reator, a fim de verificar a capacidade de remoção biológica do fósforo. Vale ressaltar que nenhuma mudança/adaptação foi feita para melhorar essa eficiência.

A eficiência de remoção do fósforo no primeiro momento (sem a dosagem) se mostrou baixa, em média de 21,7% variando entre 18,1% a 27,7%. A remoção biológica de fósforo se dá via mudanças contínuas entre condições aeróbias e anaeróbias no reator, utilizando a capacidade natural de um grupo de bactérias heterotróficas que acumulam fosfato em excesso (Metcalf & Eddy, 2003). Essas bactérias são conhecidas como Organismos Acumuladores de Fosfato (OAP). O que se viu na operação do reator foi a mudança de condições aeróbias para condições anóxicas. Ou seja, a fase aeróbia era alcançada, porém a presença de nitrato e a falta de oxigênio davam características anóxicas para a fase que deveria ser anaeróbia, reduzindo assim a capacidade de Biorredoxação. Segundo Von Sperling (2002) a entrada de nitrato na zona anaeróbia reduz a eficiência de remoção de fósforo, pois a redução de nitratos na fase anaeróbia (nitrato a nitrogênio gasoso) utiliza o substrato que, de outra forma, estaria disponível para assimilação pelos OAP's. Em decorrência, o nitrato tem o efeito de reduzir a relação DBO/P no sistema. Sedlak (1991) apud Von Sperling (2002) cita uma

relação mínima recomendável para o afluente de 15:1 de DBO solúvel: P, de forma a obter baixas concentrações de fósforo. Essa relação, não esta nem perto da verificada no afluente do reator piloto, de aproximadamente 4,8:1.

Apesar da remoção biológica do fósforo não ter sido alta, o reator apresentou, durante o ciclo, uma perfil parecido com representado pela Figura 3, liberando fósforo durante a desnitrificação e assimilando na fase de nitrificação como mostra os resultados apresentados na Tabela 11 e Figura 10.

Tabela 11: Assimilação de P_{TOTAL} durante o ciclo (mg/L)

Data	D1	N1	Δ_{ASS}^*	D3	N3	Δ_{ASS}^*	D6	N6	Δ_{ASS}
31/mar	46,84	42,42	4,42	44,16	41,12	3,04	Ciclo de Emergência		
20/abr	50,87	48,12	2,75	49,89	45,71	4,18	48,12	46,01	2,11
06/mai	49,72	44,46	5,26	46,56	40,8	5,76	45,16	40,18	4,98
25/mai	36,5	31,96	4,54	34,76	29,42	5,34	31,22	27,4	3,82

*Diferença entre a desnitrificação e a nitrificação (*luxury uptake*)

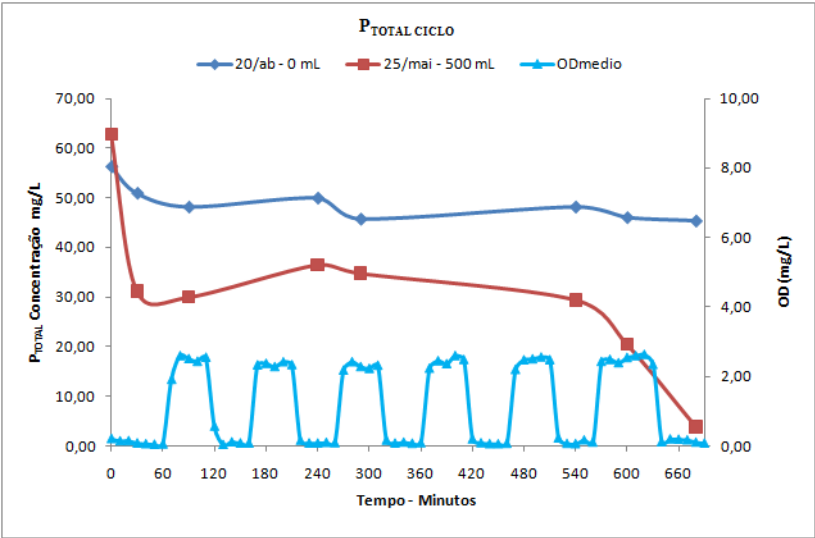


Figura 10: Comportamento P_{TOTAL} e OD médio ao longo de dois ciclos padrão

Após o período de verificação da biodesfosfatação, começaram as dosagens de precipitante. Nos dias 6 de maio, 13 de maio e 20 de maio foram dosados respectivamente 50 mL, 175 mL e 200 mL de cloreto férrico a fim de remover o fósforo do esgoto. As remoções de fósforo aumentaram progressivamente com as dosagens de precipitante, sendo

39,9% para 50 mL dosado e saída de 30,8 mgP/L, 62,6% para 175 mL com saída de 16,84 mgP/L e finalmente 68,2% para 200 mL dosados e saída de 17,91 mg/L. Percebeu-se que com dosagens muito abaixo da calculada, houve um aumento significativo na eficiência de remoção, deixando o afluente com valores perto da legislação vigente, que estipula para a infiltração, valores abaixo de 15 mgP/L.

Com a dosagem de 500 mL, a remoção passou para quase 95% deixando o afluente com valores abaixo de 4 mgP/L (limite estipulado na lei nº 14.675/09 do Estado de Santa Catarina), bem abaixo da legislação vigente para infiltração (15 mg/L). Segundo as análises feitas em 25 de maio, 2 de junho, 7 junho e 10 de junho as eficiências de remoção de Fósforo foram, respectivamente 93,91; 94,84; 94,98 e 96,55%, com concentrações de saída de 3,82; 2,30; 2,46 e 2,08 mg/L respectivamente. Esses valores ficam perto dos padrões exigidos em países onde as leis ambientais são muito mais exigentes.

Segundo Smith et al (2007) apud EPA (2010), para a precipitação química o uso da relação 1,5 a 2,0 molFe/molP são suficientes para remover até 98% do fósforo. Quando se quer alcançar baixíssimas concentrações de Fósforo no efluente, e.g. 0,10 mg/L, essa relação cresce para 6 a 7 molFe/molP.

A relação utilizada no cálculo de precipitante para esse trabalho foi de 2 molFe/molP, totalizando 1,05 litros de Cloreto Férrico por ciclo. Porém, verificou-se que com metade desse valor, alcançam-se baixas concentrações de fósforo no efluente com remoções de até 96%. Ou seja, utilizando a relação 1 molFe/molP (como mostra a Equação 4), também é possível alcançar altas eficiências com baixas concentrações de fósforo no efluente.

Após a dosagem do precipitante, foi percebido uma queda brusca do pH do esgoto, visto que o Cloreto Férrico tem o pH ácido (segundo o fabricante, em solução aquosa de 30% o pH fica em torno de 2). Vale lembrar que o precipitante utilizado tem solução aquosa de 38% ou seja, mais ácido.

Para retomar o pH do efluente e respeitar a legislação vigente, que estipula valores de pH entre 6 e 9, deve ser adicionado algum produto que recupere a capacidade tampão do efluente. Um corretor de pH comumente utilizado para esse fim é a cal virgem, por ser um produto de fácil manuseio, com uma alta capacidade tampão e principalmente pelo baixo custo.

Metcalf & Eddy (2003) e Nunes (2008) relatam que a cal também possui capacidade de precipitação de fósforo. Porém, para Nunes (2008), se for utilizada somente a cal, a eficiência de remoção é muito

baixa, ficando em torno de 50% em pH igual a 11. O mesmo autor defende que o melhor resultado de remoção se dá com a utilização do Cloreto Férrico combinado com a cal, alcançando remoções da ordem de 95%. No ultimo dia de monitoramento (dia 10 de junho) foi utilizado a cal a fim de recuperar o pH do efluente e testar a diferença de remoção do Fósforo somente. A combinação alcançou o valor de 96,55%, levemente mais alto se comparado ao uso do Cloreto Férrico sozinho, sendo o afluente com a concentração na faixa de 60 mgP/L e o efluente perto de 2 mgP/L.

Interessante foi perceber o fato de se utilizar metade da quantidade de precipitante se comparado com a quantidade calculada. Essa economia traz, não só uma redução do custo e maior estabilidade de operação da ETE, já que a super-dosagem tem um efeito negativo na estrutura dos flocos de lodo ativado prejudicando na sedimentação, como benefícios à qualidade do corpo receptor do efluente, uma vez que o fósforo é responsável pela eutrofização dos corpos d'água receptores do despejo, principalmente em ambientes lânticos.

4.2.5 *Comportamento dos Sólidos e IVL*

Na Tabela 12 estão apresentados os valores encontrados para sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis no afluente e efluente do reator.

Tabela 12: Sólidos suspensos no afluente e efluente do reator piloto e eficiência de remoção

Data	SST (mg/L)			SSV (mg/L)		
	Entrada	Saída	E%	Entrada	Saída	E%
06/mai	184	16	91,3	114	4	96,5
13/mai	198	20	89,9	134	8	94,0
20/mai	192	18	90,6	154	4	97,4
25/mai	182	12	93,4	124	2	98,4
02/jun	200	16	92,0	138	4	97,1
07/jun	276	20	92,8	182	6	96,7
10/jun	330	18	94,6	230	4	98,3
Media	223	17	92,1	154	5	96,9

Tanto as análises de sólidos suspensos totais quanto sólidos suspensos voláteis apresentaram altos índices de remoção, com eficiências médias de 92,08% para SST e 96,9% para SSV.

Segundo a Decisão Judicial do dia 30/05/2005, que impõe os critérios mínimos de eficiência dos sistemas individuais de tratamento de esgotos a serem observados no licenciamento de construções em área não servida por rede pública de esgoto, o limite máximo referente aos sólidos suspensos é de 20 mg/L, sendo assim, o efluente atendeu o limite estipulado em todas as análises feitas.

A sedimentação foi avaliada no reator por meio de testes de índice volumétrico de lodo. As análises quanto a Volume de Lodo (VL) apresentaram valores superiores a 250 mL/L, sendo então, segundo Metcalf & Eddy (2003), necessária a diluição da amostra. Ao se diluir a amostra percebeu-se que o resultado era pouco alterado, mesmo assim, as amostras foram analisadas segundo o Índice Volumétrico de Lodo Diluído (IVL_D).

Vale ressaltar a qualidade do efluente decantado no teste de Volume de Lodo. O lodo decantava muito bem, e a parte clarificada apresentava uma qualidade muito boa, clara e quase não se via partículas flutuantes.

Na Tabela 13 estão apresentados os resultados do teste do IVL_D para os dias 6 de maio e 25 de maio, bem como o VL, SST e a classificação do IVL_D segundo Sperling (2002).

Tabela 13: Classificação da sedimentação segundo IVL_D

Data	VL (mL/L)	SS (g/L)	IVL _D (mL/g)	Sedimentação
06/05	320	3,462	92,40	Boa
25/05	340	3,658	92,95	Boa

Os valores de SST encontrados no reator foram da ordem de 3,5 g/L. Segundo Von Sperling (2002), essa é a concentração usual de SST em tanques de aeração, sendo esse valor comumente utilizado nos dimensionamentos.

Outro fator que colaborou com a boa sedimentabilidade foi a adição do precipitante, aumentando a formação dos flocos e incorporando pequenas partículas de difícil/lenta decantabilidade. O cloreto férrico fez com que essas micro-partículas formassem flocos mais densos contribuindo ainda mais com a sedimentação do lodo e resultando em um efluente com uma menor quantidade de sólidos suspensos.

4.2.6 Microscopia Ótica

O lodo do reator foi submetido à análise microscópica para avaliação da qualidade e dos microorganismos encontrados.

As Figuras 11 a 14 apresentam a microscopia ótica do lodo no reator piloto.

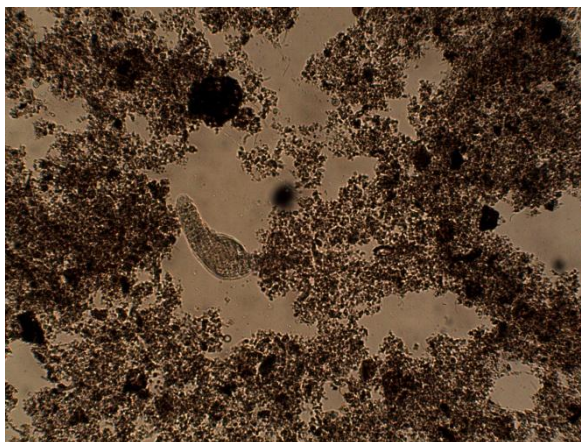


Figura 11: *Rotatória* com aumento 200x

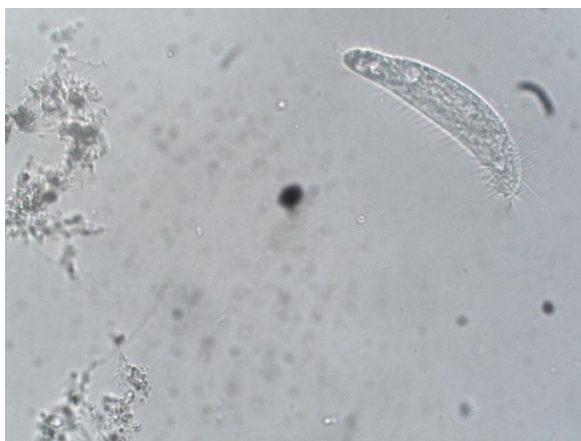


Figura 12: *Trachelophyllum* com aumento de 400x

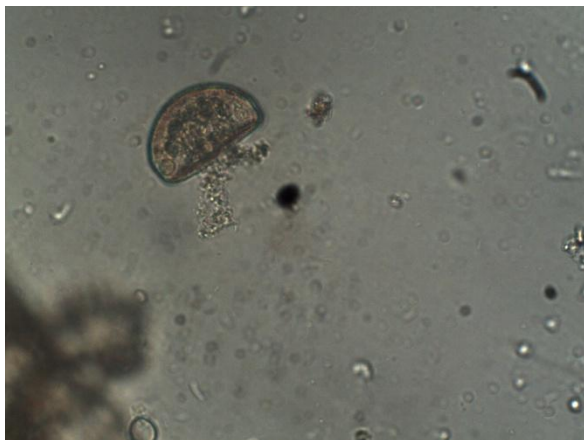


Figura 13: *Arcella* com aumento de 400x



Figura 14: *Epistylis* com aumento de 200x

Os microorganismos encontrados: *Rotatória*, *Trachelphyllum* e *Arcella* (figuras 11 a 13) são característicos de um lodo ativado com baixa carga orgânica, alta idade de lodo e suficiente oxigênio, sinais de uma operação estável (HOFFMANN, 2004).

Já a Figura 14, mostra um microorganismo de um lodo ativado com carga elevada, idade de lodo reduzido com a necessidade de controlar a concentração de oxigênio e o efluente final, caracterizando uma operação com perigo de instabilidade. Vale ressaltar que não foram encontrados muitos exemplares desses microorganismos nas análises.

Outro ponto importante da análise microscópica foi a verificação da qualidade do lodo. Os flocos de lodo mostram-se densos e bem formados, o que contribui com a decantação e retirada de um efluente mais clarificado e sem muitas partículas flutuantes, já evidenciados no item “4.2.5 Comportamento dos Sólidos e IVL”

4.2.7 *Problemas Operacionais*

Alguns fatores dificultaram o andamento do presente trabalho. Como foi dito na metodologia, o reator piloto é automatizado, o que deixa o reator susceptível a falhas e problemas maiores se comparados a reatores controlados manualmente, mas é claro, exigindo muito menos esforço e atenção do operador. Segue então uma descrição de alguns dos problemas encontrados o longo da realização do presente trabalho

A elevatória que alimenta o reator disponibiliza de bóias para a medição de nível. Uma bóia de “Trabalho” que indica nível suficiente para a alimentação do reator, e uma bóia “Alarme” que indica que a elevatória está cheia exigindo alguma ação de correção. A bóia “Trabalho” apresentou problemas e a estação ficou por alguns dias sem receber esgoto bruto, apenas recebendo quando o nível de esgoto acionava a bóia “Alarme”.

Outro fato importante a ser citado é sobre a contribuição diária de esgoto. Não eram raras as vezes que a elevatória não ultrapassava o nível de trabalho, fazendo com que o reator, também, não recebesse esgoto bruto. Essa falta de esgoto bruto representa falta da matéria orgânica disponível para os organismos responsáveis pelo tratamento, trazendo assim problemas para a qualidade do efluente. Esse problema foi resolvido com a mudança dos níveis das bóias, e a estação começou a receber esgoto bruto diariamente. Apesar disso, muitas vezes o reator não alcançava o nível máximo. Por esse fato, não foi possível automatizar a dosagem de precipitante, uma vez que essa foi calculado pela carga máxima de fósforo que o reator deveria receber. Caso a dosagem fosse automatizada, como acontece em tratamentos reais, poderia haver a “super-dosagens”, acarretando em problemas para o efluente, e conseqüentemente para a disposição final.

5 CONCLUSÃO

Para a realização desse trabalho o reator piloto foi monitorado durante três meses e se mostrou muito eficiente em relação à remoção da DQO (e por consequência DBO), quanto à desnitrificação e principalmente quanto ao Fósforo, objetivo principal dessa pesquisa.

Foram obtidas eficiências médias para remoção de DQO de 88,8% e de desnitrificação de 92,8%, respeitando a legislação vigente.

Diferentemente das altas eficiências de Desnitrificação e remoção da DQO, a eficiência de remoção da Amônia ficou na média de 60%. A elevada carga de entrada pode ter prejudicado a remoção. O precipitante pode ter atuado como substância tóxica ou inibidora, e pode ter prejudicado a nitrificação

O objetivo principal deste trabalho foi alcançado. Foram conseguidas eficiências de remoção de fósforo superiores a 90% para dosagens aplicadas de 500 mL de cloreto férrico, deixando o efluente dentro da legislação vigente para infiltração, destino final do tratamento, de 15 mg/L. Também respeitou a lei nº 14.675/09 do estado de Santa Catarina, que estipula o valor máximo de 4 mgP/L para que o efluente seja lançado, direta ou indiretamente, nos corpos de água interiores, lagunas, estuários e na beira-mar.

A economia na quantidade de precipitante verificada nesse estudo traz, não só uma redução do custo e maior estabilidade de operação da ETE, como benefícios à qualidade do corpo receptor do efluente, uma vez que o fósforo é responsável pela eutrofização dos corpos d'água receptores do despejo, principalmente em ambientes lênticos.

Isso mostra que a precipitação química pode ser uma boa alternativa quando a remoção biológica de fósforo não alcançar os níveis exigidos pela legislação.

6 RECOMENDAÇÕES

Em vista dos resultados obtidos, para futuros estudos nessa mesma área, são feitas as seguintes recomendações:

- Trabalhar com esgoto com características mais parecidas com o esgoto doméstico comum. O afluente desse estudo apresentou características e concentrações muito elevadas.
- Efetuar testes de bancada, tais como Jar-test, para determinação das concentrações ótimas de precipitante;
- Efetuar análises microscópicas com maior frequência a fim de identificar melhor os grupos bacterianos presentes no processo de tratamento biológico;
- Para o item acima, recomenda-se também efetuar o FISH (*Fluorescent In Situ Hybridization*)
- Aumentar a eficiência da Nitrificação, já que nesse estudo, a amônia não satisfaz a legislação vigente;
- Mudar o reator piloto para um local com uma maior contribuição de esgotos. Foi visto durante o estudo que muitas vezes o reator ficava sem receber esgoto, podendo trazer prejuízos aos microorganismos responsáveis pelo tratamento;
- O item anterior também é importante pois o reator irá trabalhar sempre com a carga máxima dimensionada, podendo assim automatizar as dosagens de produto químico, sem trazer malefícios ao tratamento.

7 BIBLIOGRAFIA

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21ed., Washington, 2005.

ATV Manual. **ATV Chemical-Physical Methods for the Removal of Phosphorus from Wastewater**. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef 2004

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 357/05**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Oficial da União.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 430/11**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Oficial da União.

BRASIL. Poder Judiciário; Justiça Federal; Seção Judiciária de Santa Catarina; Vara Federal Ambiental e Agrária de Florianópolis. **Determinação dos critérios mínimos de eficiência dos sistemas individuais de tratamento de esgoto a serem observados no licenciamento de construções em área não servida por rede pública de esgoto**. Ação Civil Pública n° 2000.72.00.004772-2. Requerente: Ministério Público Federal Requerido: Município de Florianópolis (SC) e outros. Relator: Juiz Jurandi Borges Pinheiro. Florianópolis (SC), 22 de julho de 2005.

Handbook Biological Wastewater Treatment - Design of Activated Sludge Systems,
http://www.wastewaterhandbook.com/webpg/th_phosphorus_51bioP.htm,
 acessado em 20 de novembro de 2010

HOFFMANN, H., COSTA, T.B., HOSSA, C.L., COSTA, R.H.R. (2005): **Remoção biológica de Nitrogênio e Fósforo utilizando Reator Sequencial em Batelada com enchimento escalonado**. Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Asunción (Paraguay, 2005)

HOFFMANN, COSTA, T.B., H., WOLFF, D., PLATZER, Chr., COSTA, R.H.R. (2005): **Tratamento de Efluentes Domésticos em Reator de Lodo Ativado Sequencial em Batelada com Enchimento escalonado a fim de remover Carbono, Nitrogênio e Fósforo**. 23. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental (ABES), Campo Grande (Brasil, 2005)

HOFFMANN, H., WEITZ, J., COSTA, T. B., WOLFF, D., COSTA, R. H.R (2004): **Biodesfosfatação para o tratamento de esgoto doméstico, uma contribuição para a proteção de recursos hídricos**. XV COBEQ, Congresso Brasileiro de Engenharia Química, Curitiba (Brasil)

HOFFMANN, H. e DA COSTA, T. B. e WOLFF, D. B. PLATZER, C. e DA COSTA, R. H. R. **Remoção Biológica de Fósforo Utilizando Reator em Batelada Sequencial**. UFSC, Florianópolis, ANO (nunca publicado)

HOFFMANN, H. e DA COSTA, T. B. e WOLFF, D. B. PLATZER, C. e DA COSTA, R. H. R. e ROSENFELD, S. **Biodesfosfatação – Primeiras Experiências de uso no Brasil**. UFSC, Florianópolis, ANO (nunca publicado)

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em <http://www.sidra.ibge.gov.br/cd/cd2010sp.asp>. Acesso em 30 de junho de 2011.

JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 4ª edição. ABES. Rio de Janeiro. 720p., 2005.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4ª edição. 2003

SANTA CATARINA. **Lei nº 14.675**, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. **Nutrient Control Design Manual**. The Cadmus Group Inc, Boston, MA, USA 369 p., 2010.

VON SPERLLING, M. **Lodos Ativados. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 4. Ed. DESA-UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2ª edição ampliada. 2002. 428 p.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos**. Vol. 2. Ed. DESA-UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 1996. 211p.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Vol. 1. Ed. DESA-UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 3ª edição. 2005. 452 p.

THANS, F. C. **Controle Operacional de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS): Ajustes na Concentração de Oxigênio Dissolvido Visando a Remoção de Nutrientes**. UFSC. Florianópolis, 2008.